



Aalborg Universitet

AALBORG UNIVERSITY  
DENMARK

## Livscyklusvurderinger

Riisgaard, Henrik

*Published in:*  
Humanøkologi : miljø, teknologi og samfund

*Publication date:*  
2002

*Document Version*  
Også kaldet Forlagets PDF

[Link to publication from Aalborg University](#)

*Citation for published version (APA):*  
Riisgaard, H. (2002). Livscyklusvurderinger. I Arler, Finn (red.) (red.), *Humanøkologi : miljø, teknologi og samfund* (s. 139-160). Aalborg Universitetsforlag.

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- ? Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- ? You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- ? You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

### Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us at [vbn@aub.aau.dk](mailto:vbn@aub.aau.dk) providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

# Livscyklusvurderinger

Henrik Riisgaard

## *Indledning*

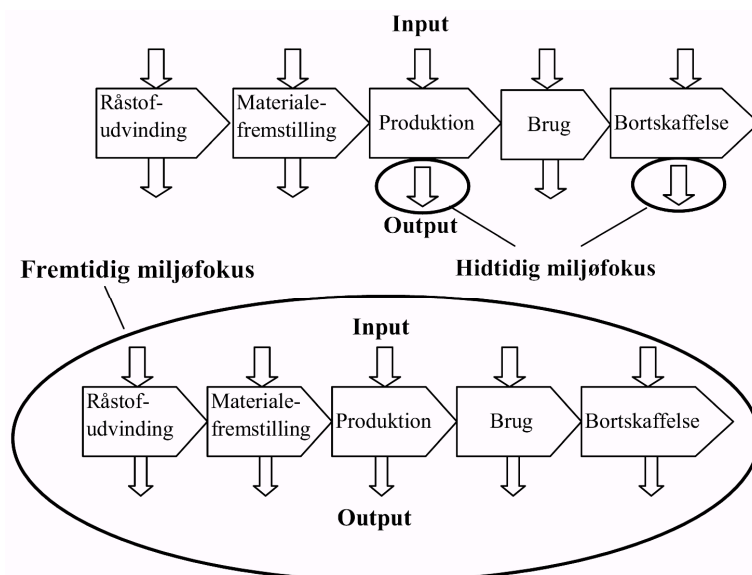
Dette kapitel handler om miljømæssige livscyklusvurderinger. Da livscyklusvurderinger er generelt anvendelige analyseværktøjer til at miljøvurdere f.eks. produkter eller systemer, vil dette kapitel afvige noget fra de øvrige i denne bog. Her vil hovedvægten være på, hvordan livscyklusvurderinger foretages - altså et metodisk fokus. Et metodekendskab er nyttigt, hvis læseren ønsker at tage stilling til andres livscyklusvurderinger eller selv udføre en. Derudover bliver det diskuteret, hvilke konsekvenser en mere udstrakt anvendelse af livscyklusvurderinger til politikformulering kan have for bla. demokratiet. Livscyklusvurderinger anvendes i en række forskellige fora og inden for mange sektorer. Dermed går dette kapitel på tværs af mange af de senere kapitler i bogen.

Indledningsvis skal livscyklusvurderingernes særlige karakteristika kort ridses op. Livscyklusvurderinger er værktøjer, der kan bruges til at miljøvurdere produkter eller produktsystemer gennem hele deres livscyklus fra vugge til grav; det vil sige fra udvinding af råmaterialer eller frembringelse af naturressourcer, over fremstilling af produktet, brugen af det og til den endelige bortskaffelse af det. Herved adskiller livscyklusvurderinger sig fra miljøvurderinger anvendt i miljøregulering tidligere, hvor fokus var koncentreret om udslip fra enkeltkilder i produktion og bortskaffelse.

Miljøaspekterne omfatter de potentielle påvirkninger, der stammer fra "udvekslinger" mellem produktsystemet og det omgivende miljø, hvor udvekslinger enten er tilførsel (input) eller fraførsel (output) af energi eller materiale som vist i Figur 1. Det betyder, at de konstaterede udvekslingers påvirkninger af miljøet modelleres - selve udvekslingerne er blot en mellemregning, der så omregnes til en påvirkning. Man får bla. en indikator for, hvor stort et samlet bidrag produktet giver til eksempelvis drivhuseffekten.

Ordet "produkt" skal i denne forbindelse forstås meget abstrakt som "afgrænsningen af et system, der yder en eller flere definerede funktioner." Det betyder at produkt i denne sammenhæng også kan være en serviceydelse. Af den lange række af produkter, der har været underkastet livscyklusvurderinger i Danmark, kan nævnes drikkevareemballage, T-shirts, makrel i tomat, elektricitet og S-togsforbindelser. Livscyklusvurderinger kan

hjælpe med at belyse spørgsmål så forskellige som: Er en øldåse mere miljøbelastende end en genbrugsflaske? Hvilke miljøkriterier skal opfyldes for at en T-shirt kan miljømærkes? Hvor afgørende er fiskerflådens brug af bundmaling for miljøbelastningen fra en dåse makrel i tomat? Forurener 1 kWh el fra vindmøller mere end 1 kWh el fra biogas? Kan det for nye S-tog miljømæssigt betale sig at anvende mere miljøbelastende materialer som til gengæld er lettere?



**Figur 1.** Livscyklusvurderingens udvidede fokus.

Som det fremgår, vil livscyklusvurderinger kunne anvendes i mange af de spørgsmål, der diskuteres i bogens øvrige kapitler. For at vide, om en livscyklusvurdering er relevant i en konkret sammenhæng, er det dog nødvendigt at vide lidt mere om livscyklusvurderinger.

I sammenligning med andre miljøvurderingsmetoder kan ovenstående karakteristika kort sammenfattes i ordene "produktfokus" (som beskrevet ovenfor) og "stor analytisk bredde." Bredden er indlysende: selv for helt simple produkter er der tale om mange involverede processer i produktets livscyklus. Ofte er produktsystemer spredt over flere kontinenter. Undervejs fra vugge til grav forbruges forskellige ressourcer, og der sker emissioner af mangestoffer til mange recipienter med mange potentielle påvirkninger til følge. Alle disse aspekter indfanges af livscyklusvurderingens brede tilgang. Den store bredde er livscyklusvurderingens adelsmærke, og bredden opnås

principielt uden at være hæmmet af de gængse grænser, der er styrende for mange andre former for miljøvurderinger: juridiske (matrikelskel og ejerforhold) der er styrende for miljørevisioner og grønne regnskaber, politiske (landegrænser) der er styrende for massestrømsanalyser, administrative regler (recipienter og myndigheder) der styrer miljøgodkendelser, traditionelle faggrænser (adskillelse af energi og miljø) eller påvirkningens tidsmæssige placering, der traditionelt har stor betydning i miljøøkonomiske kalkuler. Det, at denne type miljøvurderinger har et helhedsperspektiv og en afgrænsning, der ikke er så smal som den andre miljøvurderinger har, betyder, at livscyklusvurderinger kan give nye indsigter, der ofte vil kunne føre til omprioriteringer af den hidtidige miljøindsats.

Bredden har to dimensioner: den ene er den ovenfor nævnte brede afgrænsning af analysen, som altså følger produktets materialestrøm hele vejen fra vugge til grav. Den anden er den brede påvirkningsvurdering, hvor f.eks. hundredvis af enkeltmissioner summeres på tværs af tid og sted i produktets livscyklus, omregnes til indikatorer og vurderes som samlede påvirkninger på miljøet.

Livscyklusvurderingens historie er kort. I udlandet har der gennem tre årtier været udført en række spredte og indbyrdes usammenlignelige livscyklusvurderinger - hovedsageligt af emballager. Mere tværgående internationale erfaringsudvekslinger og koordineringstiltag kom først i starten af 1990'erne i regi af det internationale videnskabelige selskab for miljøkemikere SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry). Herefter gik det hurtigt. Det er også gået hurtigt i Danmark, hvor grundstenen til et større systematisk livscyklusarbejde blev lagt af DTU og fem danske industrivirksomheder, som fra 1991 til 1997 samarbejdede i et stort projekt om Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter (UMIP) støttet af Miljøstyrelsen (Wenzel, Hauschild og Rasmussen 1996). Siden da er fulgt en række andre projekter især med fokus på at gøre livscyklusvurderingerne lettere tilgængelig for virksomhederne. Flere tusinde studerende er blevet introduceret til livscyklusvurderinger og antallet af virksomheder, der har, eller fortsat arbejder hermed, kan efterhånden tælles i hundreder, og er i vækst. De fleste større rådgivningsfirmaer har i dag kompetencer inden for området.

I mange nyere lovgivningstiltag understreges vigtigheden af at anvende dette udvidede perspektiv. Eksempelvis er der ved miljølovsreformen i 1991 sket ændringer i miljøbeskyttelseslovens formålskapitel, hvor det i §3, stk 2 nævnes, at det, der bla. skal lægges vægt på i forebyggelsen og imødegåelse af forurening er: "hele det kredsløb som stoffer og materialer gennemløber." Produktfokuset er siden midten af 1990'erne i stadig stigende grad blevet indarbejdet i nye politiske initiativer. Først kom et debatoplæg (Miljøstyrelsen 1996) og siden hen Miljøstyrelsens redegørelse (Miljøstyrelsen 1998; Miljøstyrelsen 2001) om den produktorienterede miljøindsats. På det mere konkrete plan er der gennemført en lang række projekter med Produkt-rådets økonomiske støtte via "Programmet for Renere Produkter mv." Stadig



flere af projekterne handler om livscyklusvurderinger, miljømærker, miljødeklARATIONER og offentlige grønne indkøb. De tre sidstnævnte projekttypen er eksempler på initiativer, der via markedskræfterne skal muliggøre en grønere efterspørgsel, som på frivillig basis skal anspore flere producenter til at indbygge miljøhensyn i produkterne. Livscyklusvurderingens rolle er her at afgøre, hvilke produkter der er mindre miljøbelastende. Som det belyses i Kapitel 10 er der en række uløste problemer med den frivillige markedsorienterede indsats. Udover frivillige markedsbaserede initiativer ses nu også de første eksempler på mere tvungen adfærdsregulering baseret på livscyklusvurderinger f.eks. emballageafgiften.

Også internationalt er der enighed om, at livscyklusperspektivet bør ligge til grund for prioriteringer. Således har FN's miljøprogram, UNEP, og EU taget politiske initiativer, der skal støtte et øget produktfokus baseret på livscyklustankegangen. Bl.a. har EU udsendt først en grønbog og siden en hvidbog om integreret produktpolitik, ligesom der er udarbejdet mere konkrete initiativer inden for elektronik og bilindustrien (EU kommissionen 2000).

Livscyklusvurderingers sprogbrug, indhold og anvendelse har tidligere været præget af forvirring og nogen skepsis. Sprogligt set har f.eks. de danske hovedværker i UMIP-projektet (Wenzel, Hauschild, and Rasmussen 1996) og efterfølgende projekter været kritiseret for at være vanskelige at forstå. Indholdsmæssigt har flere hæftet sig ved, at konklusionerne af forskellige store livscyklusvurderinger på tilsyneladende samme produkt i flere tilfælde giver modsatrettede anbefalinger. Skepsisen er ikke blevet mindre af, at der i flere af disse tilfælde har været sammenfald mellem dem, der har udført eller betalt den enkelte livscyklusvurdering og dem, der har fordele af dens konklusioner.

Men i de senere år er en del af denne forvirring og begyndende mistillid mindsket gennem to tiltag, dels på internationalt plan, dels på nationalt plan. På internationalt plan har et stort og hurtigt standardiseringsarbejde ført til indførelsen af internationale standarder på området. I perioden 1997 til 2000 er der i den internationale standardiseringsorganisation ISO's regi udkommet fire standarder i den såkaldte ISO 14040-serie, som vil kunne øge livscyklusvurderingers sammenlignelighed og troværdighed ved at fastlægge terminologi, procedurer og visse mindstekrav. Disse standarder er siden blevet oversat til dansk og er sammen med kommentarer og eksempler udkommet i en håndbog fra Dansk Standard (Jerlang *et al.* 2001), hvis terminologi vil blive anvendt her i kapitlet.

I dansk regi har Miljøstyrelsen siden UMIP-projektet igangsat en lang række opfølgende projekter herunder et stort såkaldt "konsensusprojekt." Projekternes valg af livscyklusvurderings-metode har i høj grad været styret fra Miljøstyrelsen. Denne styring har medvirket til, at den anerkendte, men noget vanskelige UMIP-metode er blevet opdateret og operationaliseret. Men derudover har det også været Miljøstyrelsens mening, at konsensuspro-

jektet skulle udbrede kendskabet til livscyklusvurdering ved at involvere store dele af den danske miljøekspertise. Derved opnåedes en bred medejerskabsfølelse og metodemæssig enighed i Danmark, således at der i dag findes en såkaldt ”bedste praksis,” der er generelt accepteret inden for livscyklusvurderinger i Danmark. De fleste danske erfaringer bygger således på grundskelettet fra UMIP-modellen. Den danske UMIP-model, som i al væsentlighed ligger inden for rammerne af ISO 14040-serien vil derfor indgå som en gennemgående metodereference i dette kapitel. Metoden bliver her beskrevet med brug af eksempler fra et af de største, og det nok mest omtalte projekt herhjemme, nemlig den danske livscyklusvurdering af emballagesystemer til øl og sodavand (Ekvall et al. 1998) - herefter kaldet flaske/dåse-livscyklusvurderingen, som indtil februar 2002 var hovedargumentet bag det danske forbud mod øldåser.

### ***Livscyklusvurderinger - hvordan?***

Livscyklusvurderinger forkortes ofte LCA, som er lånt direkte fra den engelske forkortelse af Life Cycle Assessment. Det er vigtigt at være opmærksom på, at der netop er tale om vurderinger og ikke blot analyser. Analysen afsluttes således med en samlet konklusion. Samtidig er det vigtigt at fastslå, at livscyklusvurderinger kan foretages med mange forskellige formål og med deraf følgende forskellige valg af metoder og detaljeringsgrader. Der findes altså ikke kun én måde at lave livscyklusvurdering på. Livscyklusvurderinger kan opdeles på forskellig måde.

Først en 2-delt sondring mellem information og miljøforbedring. Arne Remmen taler for at skelne mellem livscyklusvurderinger, der er skræddersyet til enten:

- at *dokumentere* et produkts miljøjagtighed, hvilket ofte giver sig udslag i en kvantitativ fremgangsmåde, der kan vise et forholdsvist entydigt og præcist billede baseret på alment accepterede metoder og/eller uvildige tredjeparters bedømmelse - eller
- at anviser mulige *miljøforbedringer* til producentens fremtidige beslutninger baseret på livscyklustænkning eventuelt som en del af et systematisk produktorienteret miljøledelsessystem.

Denne sidste type har ofte en langt mere kvalitativ karakter, hvor bla. producentens indgrebsmuligheder spiller afgørende ind på, hvordan forbedringsmetoderne fokuseres. Disse indgrebsmuligheder vil bla. være bestemt af, hvilke værdier herunder hvilket natursyn, der gælder blandt de andre aktører i den pågældende produktkæde fra underleverandører til forbrugere. En anden faktor er pengestrømmen, der sætter grænser for, hvilke initiativer den enkelte producent kan tage. Derved bliver forbedringsmetoderne mere end blot en miljøvurdering, og det kan derfor diskuteres om en sådan anven-

delse af livscyklustænkning overhovedet er en livscyklusvurdering i ISO-forstand. Andre begreber som ECO-design og produkt-orienteret miljøledelse nævnes ofte i denne sammenhæng (Remmen 2002).

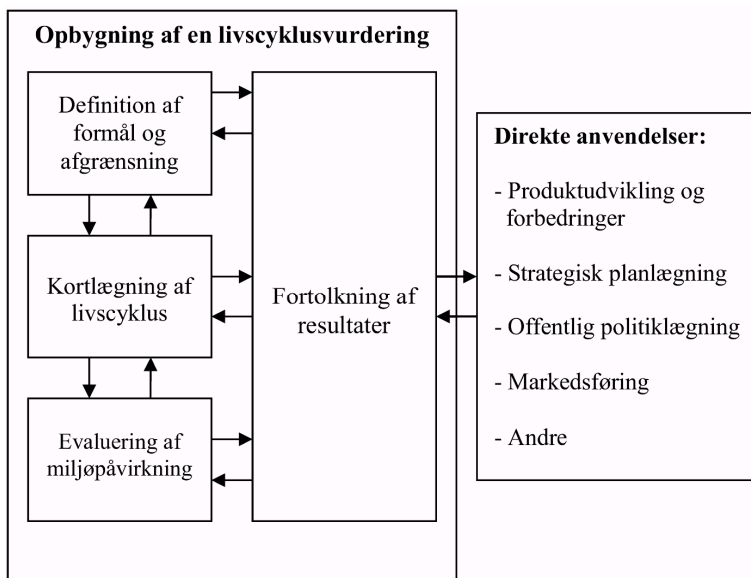
En anden, 3-delt, typologi er meget udbredt i de danske LCA-fora: her skelnes mellem konceptuel livscyklusvurdering, LCA-screening og detaljeret livscyklusvurdering:

- I en *konceptuel livscyklusvurdering* indgår selve tankegangen om at kortlægge og evaluere miljøpåvirkninger i en primært kvalitativ diskussion om de væsentligste forhold. Den konceptuelle tilgang kan eksempelvis anvendes i en indledende designgennemgang i en produktudviklingssituation.
- *LCA-screening* bruges til indledningsvis identifikation af de væsentligste trin og/eller miljøpåvirkninger. For disse identificerede "hot-spots" gennemføres så efterfølgende mere detaljerede miljøvurderinger, evt. med andre vurderingsmetoder end LCA. Data i en screening vil typisk ikke være specifikke for de faktiske processer, men derimod lettilgængelige generelle data bla. fra databaser og litteratur.
- *Detaljeret livscyklusvurdering* indebærer, som navnet antyder, en detaljeret kortlægning og evaluering af alle væsentlige udvekslinger ved et produktsystem og de miljøpåvirkninger, som direkte kan henføres til produktets funktion. Data er typisk kvantitative og gerne stedsspecifikke. Det konkrete produktsystem afgrænses først, når der foreligger repræsentative kvantitative data for de enkelte processer - ikke på baggrund af tommelfingerregler.

Jeg skal i det følgende koncentrere mig om den detaljerede LCA, som også har været den dominerende i dansk sammenhæng (Remmen 2001). En livscyklusvurdering er opbygget af fire trin (se Figur 2):

- Definition af formål og afgrænsning
- Kortlægning af livscyklus
- Evaluering af miljøpåvirkning
- Fortolkning af resultater

Disse fire trin skal ikke opfattes som trin 1, 2, 3 og 4, altså ikke som en lineær følge af delelementer, der skal berøres. Derimod er der (illustreret ved de dobbeltrettede pile) tale om en såkaldt iterativ fremgangsmåde, hvor det er meningen, at de enkelte trin konsulteres flere gange i LCA-processen. Eksempelvis må LCA-udøveren tilbage til definitionerne af formål og afgrænsning, hvis det i evalueringen eller fortolkningen viser sig, at det tilsigtede formål ikke kan nås.

**Detaljerede livscyklusvurderingsmetoder**

**Figur 2.** Trinene i en livscyklusvurdering ifølge ISO 14040 (Jerlang et al. 2001).

Anvendelsen af livscyklusvurderings resultat som eksemplificeret i Figur 2's højre boks er *ikke* en del af selve livscyklusvurderingen. Denne pointe er vigtig: livscyklusvurderingen giver ikke i sig selv klare anvisninger for produktudvikling og en livscyklusvurdering kan ikke i sig selv berettige til et miljømærke. Dertil er livscyklusvurderingen trods sin relative bredde for en-strengt et værktøj, idet der udelukkende fokuseres på *miljø*-aspekter. En lang række andre aspekter tages i betragtning, inden beslutninger træffes, herunder etiske, sociale, markeds-mæssige og økonomiske forhold. Livscyklusvurderingen er altså ikke et endegyldigt beslutningsværktøj, men kun ét blandt flere støtteværktøjer, nemlig det miljøorienterede. Set i et bæredygtighedsperspektiv giver LCA således et nødvendigt, men i sig selv utilstrækkeligt beslutningsgrundlag.

**Definition af formål og afgrænsning**

Dette trin er det mest afgørende trin i livscyklusvurderingen, idet beslutninger truffet i denne fase af livscyklusvurderingen lægger rammerne for hele vurderingen, og dermed også afgør hvilke data, kortlægningen af livscyklus-sen skal tilvejebringe. Fremfor alt er måden, dette trin gennemføres på, afgø-

rende for, hvor dækkende, balanceret, præcis, gennemskuelig og dermed i sidste ende troværdig livscyklusvurderingen bliver. Derfor vil især dette trins beslutninger blive uddybet.

### ***Undersøgelsens formål***

Formålsbeskrivelsen angiver, hvad LCA'en skal anvendes til, hvorfor den foretages og hvem målgruppen for livscyklusvurderingen er. Af Figur 2's højre boks fremgår fire konkrete anvendelser. Produktudvikling og -forbedringer er eksempler på en virksomhedsintern anvendelse af LCA'en, mens især de to nederste anvendelser: offentlig politiklægning og markedsføring har en mere offentlig og sammenlignende karakter. Hvis LCA'en skal anvendes til at understøtte sammenlignende påstande, som offentliggøres, strammes kravene i følge ISO 14040. Flere steder bliver anbefalinger med ordlyden "kan" erstattet med krav, "skal." Med andre ord, hvis LCA'en er til intern brug, kan man som LCA-udførende næsten gøre, som man vil; hvis LCA'en derimod er til offentliggørelse, og den indeholder sammenlignende påstande om flere produkter, skal visse mindstekrav opfyldes for at øge troværdigheden.

Flaske/dåse-LCA'en er et eksempel på anvendelse med henblik på offentlig politiklægning, idet formålet var at sammenligne det daværende genbrugsflaskesystem med alternative emballagesystemer i form af engangsflasker og dåser. Udover at indeholde sammenlignende påstande blev også den anden skærpende faktor, offentliggørelsen, opfyldt, eftersom vurderingen skulle bruges i diskussionen med EU-kommissionen om, hvorvidt Danmark kunne opretholde sit dåseforbud.

Ifølge UMIP-metoden tilføjes yderligere, at også konsekvenserne af anvendelsen skal diskuteres på dette trin, f.eks. ved at besvare spørgsmål som: hvilke produkter bliver fortrængt pga. LCA-anvendelsen? Desuden indskræpes det i UMIP at beskrive og skelne mellem, hvad LCA'en *skal* bruges til, hvad den *kan* bruges til, og hvad den *ikke kan* bruges til for at undgå, at resultatet bliver misbrugt. Endvidere er det god kutyme på dette sted at anføre, hvem der har betalt for LCA'en, hvem der har udført den, hvornår, samt hvor længe dens konklusioner anses for gældende.

### ***Undersøgelsens afgrænsning***

Hvis man ønsker at forholde sig kritisk til en livscyklusvurdering, er det især dette afsnit i en LCA, der skal gennemlæses grundigt. Det er ofte her, de mest diskutabile antagelser, afgrænsninger og metodevalg ligger begravet. Og det er ofte forskelle på dette trin, der afgør, om flere livscyklusvurderinger af den samme produkttype, falder forskelligt ud. Afgrænsningen underdeles i ISO 14040 i:

- funktion og funktionel enhed
- produktsystemet
- systemgrænser
- fordelingsprocedurer
- typer af påvirkninger og vurderings- og fortolkningsmetoder, der anvendes
- datakrav
- antagelser
- begrænsninger
- indledende krav til datakvalitet
- overvejelser vedrørende kritisk gennemgang
- overvejelser om afrapportering af undersøgelsen

De 5 første af disse afgrænsningstrin gennemgås mere udførligt i det følgende.

### ***Funktion og funktionel enhed***

I afgrænsningen skal altså først produktsystemets funktioner defineres tydeligt. Den funktionelle enhed er en måde at sætte tal på funktionen, så den bliver helt entydig, og alternative produktsystemer kan sammenlignes på ens vilkår. Den funktionelle enhed beskrives typisk ved tre elementer: kvantiteten (f. eks. mængde), varigheden, samt nogle klart definerede kvalitetskrav/pligttegenskaber. Det sidste er nødvendigt for at kunne afgøre om to produkter overhovedet kan sammenlignes med rimelighed. For eksempelvis at kunne sammenligne to forskellige bølter maling miljømæssigt er det nødvendigt at vide 1) hvor meget der er i bølterne (kvantitet), 2) hvor længe malingerne holder sig, før de falmer/skaller af (varighed), og 3) hvor godt de dækker (kvalitet).

For ølemballageerne blev den funktionelle enhed i første omgang defineret som ”emballage og distribution af 1000 l øl.” I den endelige sammenlignende vurdering ændredes denne ved en skalering til en gennemsnitsdanskers årlige ølforbrug på 128,2 liter. Denne valgte funktionelle enhed tager ikke hensyn til, om den enkelte øldrikker ændrer sin indtagelse afhængig af emballagetyper. Dette kan diskuteres. Nogle forbrugere vil måske ved nye emballagetyper i højere grad anvende et glas, som så skal vaskes op. En anden adfærdsændring ses ved sodavand. Her har skiftet fra 0,25 og 1 liters glasflasker til plastflasker på 0,5 l og 1,5 l ført til et markant øget forbrug målt i liter. Der er tale om en adfærdsændring, som den definerede funktionelle enhed ikke medregner. Ved ikke at tage denne adfærdsændring med i den funktionelle enhed undervurderer LCA'en de større emballagers reelle miljøbelastning. Eksemplet viser, at man skal være omhyggelig med definitionen af produktet. Det er også vigtigt at beskrive produkternes eventuelle

sekundære funktioner, hvis disse er forskellige for produkterne, således at sekundære funktioner kan kompenseres i en sammenligning.

### **Produktsystemet**

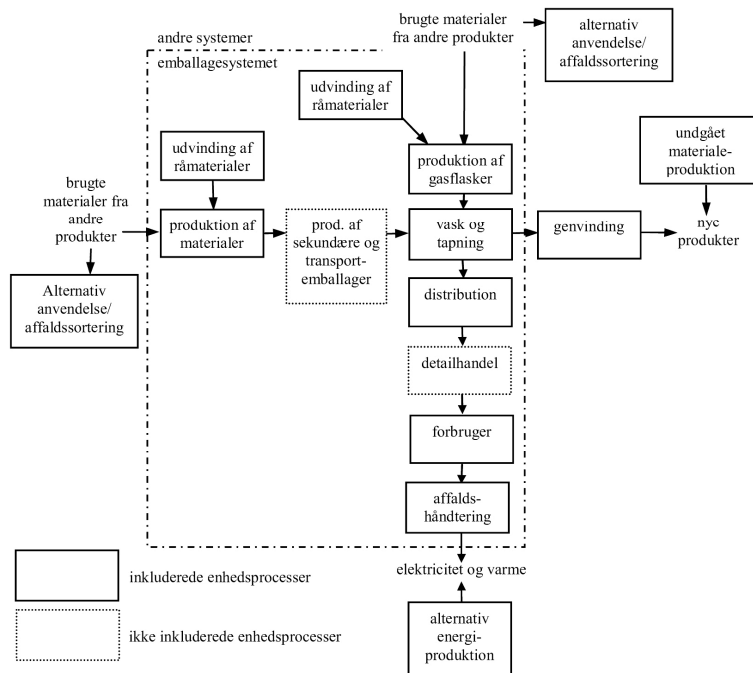
Et produktsystem er en samling af såkaldte enhedsprocesser, der tilsammen beskriver produktets livscyklus og udfører den funktion, der ønskes af produktet. Ideelt set burde det analyserede system beskrives sådan, at alle udvekslinger på tværs af systemets grænser er udvekslinger til og fra miljøet. I praksis er det nødvendigt at gå på kompromis med dette ideal. ISO's 14041-standard handler mere detaljeret om LCA'ens formål og afgrænsning. Heri er der listet over hvad, der bør inddrages i en LCA. Det anbefales at illustrere afgrænsningen ved hjælp af et flowdiagram, som det er gjort for genbrugsflasker på Figur 3.

### **Systemgrænserne**

Da det ikke er muligt at gå i alle detaljer, må undersøgelsen afgrænses på en systematisk og formålstjenlig måde. Det letteste vil være at afgrænse sig fra hele livscyklusfaser. I sammenlignende vurderinger af to eller flere produkter er det ofte muligt at afgrænse sig fra faser, som er identiske for produkterne, og indgår i samme størrelse i forhold til den funktionelle enhed. En sådan afgrænsning vil nemlig ikke berøre den samlede vurdering af hvilket produkt, der er mest miljøbelastende. Men man skal være opmærksom på, at en sådan afgrænsning ikke gør det muligt at afgøre, hvilken fase i produktets livscyklus, der er mest miljøbelastende, og det vil heller ikke være muligt at anslå den samlede miljøpåvirkning fra produktet. Formålet med LCA'en er altså afgørende for afgrænsningen af undersøgelsen, og den bestemmer igen hvilke konklusioner, der kan drages.

Hvad angår materialestrømme er det fristende at fastsætte en bagatelgrænse (også kaldet cut-off kriterium), som angiver, hvor små de mindste materialestrømme er, som medtages i vurderingen. Eksempelvis kan man overveje at udelade materialer, der bidrager med mindre end 0,1 % af produktets samlede masse. Denne type afgrænsninger skal dog ske med stor varsomhed, da de mest miljøbelastende stoffer (f.eks. tungmetaller og pesticider) kun bruges i små mængder. En sådan generel bagatelgrænse, der alene baseres på massebidrag, frarådes derfor (Jerlang et al. 2001, s.40(s)). Inden man fastsætter et cut-off kriterium, anbefales det at supplere massebetragtningen med betragtninger om miljøvæsentlighed og energi.

Et eksempel på en energibetinget bagatelafrænsning findes i flaske/dåse-LCA'en, hvor man afgrænsede fra at inddrage processer i detailhandelen f.eks. flaskesortering med henvisning til, at effekten heraf blev anslået til mindre end 1% af det samlede energiforbrug. Afgrænsningen er vist med stiplede kasser i Figur 3.



**Figur 3.** Forenklet illustration af det undersøgte system for genbrugsflasker. Figuren medtager ikke transportprocesser (udover distributionen) eller produktionen af kapsler og etiketter, men disse processer er inkluderet i LCA'en (Ekvall et al. 1998).

Andre typiske afgrænsninger (som ligeledes frarådes i ISO 14041) angår fremstilling af hjælpematerialer, fremstilling, vedligeholdelse og demontering af anlægsudstyr. I det konkrete tilfælde med flaske/dåse-LCA'en undlod man mange af disse med henvisning til, at tidligere studier havde vist, at deres relative bidrag ikke havde betydning. Eksempelvis undlod man, som det fremgår af Figur 3, at inddrage produktionsprocesserne for sekundære emballager, så som støbeprocessen for ølkasser eller foldning af papkasser. Det vurderedes, at de undladte miljøpåvirkninger herfra var små i forhold til resten af systemet.

#### Fordelingsprocedurer

Ifølge ISO-standarderne skal det klart beskrives og begrundes, hvordan miljøpåvirkningerne skal fordeles, hvis de stammer fra processer, der på samme tid giver flere produkter. I første omgang skal det undgås overhovedet at



skulle fordele ved enten 1) at underopdele samproducerende processer i delprocesser, der entydigt kan tilskrives ét produkt, eller ved 2) at udvide systembetragtningen til også at omfatte de ekstra funktioner, der leveres af samprodukterne. I praksis undgår man dog sjældent at skulle fordele miljøbelastninger, og så er det nødvendigt at overveje hvordan.

I flaske/dåse-LCA'en indgik elektricitet, som til dels var fremstillet ved en samproduktion af el og fjernvarme. Det var derfor nødvendigt at tage stilling til, hvordan miljøpåvirkningerne fra elproduktionen skulle fordeles på henholdsvis el og varme. Hvor stor en andel af miljøpåvirkningen fra samproduktionen skulle tilskrives elektriciteten? Umiddelbart kan det synes rimeligt at fordele efter hvor mange Joule henholdsvis el og varme, der produceres ved samproduktionen og bruge dette forholdstal som fordelingsnøgle. Imidlertid er der stor forskel på nytten eller kvaliteten af disse to energiformer (se Kapitel 13). For at inddrage denne kvalitetsforskel anvendtes i flaske/dåse-LCA'en det såkaldte exergiindhold, som tager hensyn til den større anvendelighed af el. El blev derfor tilskrevet en større miljøpåvirkning end varme.

I andre tilfælde f.eks. ved landbrugsproduktion anvendes ofte det relative dækningsbidrag som fordelingsnøgle. Fordelingsproceduren kan ofte være udslagsgivende og skal derfor beskrives og begrundes.

### ***Typer af påvirkninger***

Det skal angives hvilke påvirkningskategorier, der er inddraget i vurderingen. Med andre ord hvad der forstås ved miljø i den pågældende undersøgelse. I Danmark er der nogenlunde enighed om at betragte UMIP-metodens påvirkningskategorier, som fremgår af Tabel 1 - og evt. i den konkrete undersøgelse at begrænse denne mængde påvirkningstyper.

I de fleste danske LCA'er ses bort fra arbejdsmiljøet og fornybare resourcer. I andre, udenlandske metoder udelades flere påvirkninger, til gengæld tilføjes til tider andre påvirkninger end vist i Tabel 1: arealanvendelse, COD/BOD, biodiversitet m.fl. Det hele afhænger af formålet med LCA'en. Hvis der ønskes en hurtig vurdering (screening) til internt brug, kan LCA'en principielt begrænses til at se på en enkelt indikator som energiforbrug. Det meget afgørende spørgsmål om, hvilke miljøpåvirkninger, der skal medtages, er beslægtet med de subjektive overvejelser, der gennemgås i Kapitel 19 om naturkvalitet.

UMIP-metoden er udviklet og afprøvet i samarbejde med virksomheder, der fremstiller produkter inden for det elektromekaniske område. Det betyder, at de miljøpåvirkninger, der har været relevant at medtage i UMIP, måske ikke er de samme, som er relevante for eksempelvis landbruget. Ved anvendelser uden for de tiltænkte og afprøvede brancher anbefales det i UMIP-projektet at medtage andre miljøeffekter, hvis de er relevante for produktet (Wenzel, Hauschild, et al. 1996, 62).

	Miljø	Ressourcer	Arbejds miljø
<b>Globale</b>	Drivhuseffekt Ozonlagsnedbrydning	Fossile brændsler Metaller Andre mineraler Truede arter	
<b>Regionale</b>	Fotokemisk ozondannelse Forsuring Næringssaltbelastning Persistent toksicitet: - for mennesker via vand, jord og grundvand - for økosystemer via vand og jord		
<b>Lokale</b>	Akut toksicitet for mennesker via luft for økosystemer via vand Affald, mængder fordelt efter: - volumenaffald - farligt affald - slagge og aske - radioaktivt affald	Biomasse Vand	Kræft Reproduktions-skader Nervesystemskader pga. kemi Allergi pga. kemi Høreskader pga. støj Bevægelsesapparat-skader pga. skader pga. ulykker

**Tabel 1.** UMIP-metodens valg af påvirkningskategorier (Wenzel, Hauschild et al. 1996).

### Vurderingsmetoder

Vurderingsmetoderne afgør, hvordan data fra kortlægningen i LCA's trin 2 bliver evalueret i LCA's trin 3. Kort fortalt er dilemmaet, at kortlægningen ofte tilvejebringer et meget stort talmateriale, som det er vanskeligt at overskue og især at formidle som et beslutningsgrundlag. Det er derfor ofte nødvendigt at behandle data, så de giver mere mening for beslutningstagere. Ved denne behandling mindskes informationsmængden og noget af præcisionen, men til gengæld øges kommunikationsværdien. Der eksisterer mange forskellige metoder til at omsætte kortlægningsmaterialet til et evaluerings-

resultat, og der er ikke international enighed om, at én slags metoder er korrekte.

Ifølge ISO-14040 opdeles evalueringstrinnet i 3 undertrin: *klassificering*, hvor kortlægningsdata rubriceres i relevante påvirkningskategorier; *karakterisering*, hvor der ved modellering på baggrund af kortlægningsdata udregnes samlede bidrag til de valgte påvirkningskategorier; og eventuelt til sidst en *aggregering* af resultaterne, hvor de enkelte påvirkningskategorier værdisættes i forhold til hinanden. Det sidste undertrin er dog meget omdiskuteret og må i følge ISO 14042 ikke anvendes i offentliggjorte sammenlignende LCA'er.

I flaske/dåse-LCA'en anvendes UMIP-metoden til afvejning af miljøpåvirkninger. Efter klassificeringen udregnes de karakteriserede værdier. Det sker ved at inddrage de enkelte stoffers relative bidrag til påvirkningstyperne. Hvis det for alle klassificerede bidrag til eksempelvis drivhuseffekten er kendt, hvor stor hvert stofs virkning er i forhold til et referencestof (typisk hovedårsagen til påvirkningen, her CO<sub>2</sub>) kan de samlede bidrag til drivhuseffekten beregnes i ækvivalenter af referencestoffet ved at gange de kortlagte mængder med deres relative virkning.

Efter karakteriseringen kommer det sidste skridt i evalueringen: aggregeringen, hvor der sker en værdisætning af miljøpåvirkningerne i forhold til hinanden. Principielt indgår i UMIP-metoden to vidt forskellige evalueringsmetoder - en for input (ressourcer) og en for output (miljøpåvirkninger).

For input af ressourcer anvendes forsyningshorisonten for den pågældende ressource som evaleringsmetode. Forsyningshorisonten udtrykker forholdet mellem de kendte, økonomisk tilgængelige reserver i verden i et givet referenceår og det årlige forbrug af reserven i det samme år.

Brugen af begrebet forsyningshorisont er dog meget omdiskuteret, eksempelvis af Bjørn Lomborg, som kritiserer at beregnede forsyningshorisonter ikke har vist sig at holde, da både mængden af "kendte" og "tilgængelige" ressourcer varierer over tid. De kendte ressourcer øges ved øget efterforskning, og tilgængeligheden ændres dels ved teknologisk udvikling, der gør det muligt at udvinde hidtil utilgængelige forekomster og dels økonomiske forhold. Hvis råvareprisen stiger pga. knaphed vil den "tilgængelige" reserve øges, da selv små og ellers vanskeligt tilgængelige reserver så vil kunne udnyttes kommercielt. Desuden vil knaphed og deraf følgende pristigninger føre til materialesubstitution, der udvider forsyningshorisonten. Det kan derfor diskuteres om forsyningshorisont er et relevant mål for resourceudtømmning. UMIP-forfatterne beskriver også disse mekanismer og usikkerheder, men mener at ressourcevurderinger på baggrund af forsyningshorisont giver det bedste kvantitative bud i dag. Ideelt set ville det være at foretrække at ressourcevurderingen inkluderede reserver, uanset deres økonomiske tilgængelighed, den såkaldte "reservebasis" samt begreber som substituerbarhed, men det er svært at skaffe data, der muliggør kvantitative beregninger (Wenzel and Nedermark 1996, 556-563)

UMIP-metoderne til outputvurderingen er især baseret på de principper, der er udviklet inden for miljøvurdering af kemiske stoffer og stofblandinger, som de findes i f.eks. spildevandsudledninger og luftformige udledninger fra industrien. Udgangspunktet er her at effekten af et stof i miljøet afhænger af tre ting: 1) mængden af det udledte stof, 2) farligheden af det enkelte stof og 3) eksponeringen, dvs. i hvilke mængder og koncentrationer stoffet når frem til de dele af miljøet, hvor virkningen kan indtræde. For livscyklusvurderinger er det sidste element, eksponeringen, dog ikke inkluderet.

Udeladelse af eksponering skyldes, at resultatet ellers hurtigt ville blive meget komplekst, og det ville ikke være muligt at aggregere over tid og sted. Det betyder også, at en UMIP-livscyklusvurdering kun udtrykker et produkts miljøpåvirknings*potentiale*. Den faktiske påvirkning er måske mindre, afhængigt af det enkelte stofs skæbne i miljøet. Men hvordan et stofs skæbne i miljøet er, modelleres ikke i en LCA. Der kan med andre ord siges at være indlejret et forsigtighedsprincip i vurderingerne (se Kapitel 9), når man fokuserer på miljøpåvirknings*potentialer* fremfor reelle effekter.

Omvendt er det dog også muligt, at LCA'en undervurderer miljøpåvirkningen, idet potentialet beregnes som summen af de enkelte stoffers bidrag. Derved ses bort fra synergieffekter. Det er dog kendt, eksempelvis fra arbejdsmiljøområdet, at visse stoffer har synergistiske effekter, således at den reelle påvirkning ved to stoffers samtidige tilstedeværelse er større end den matematiske sum af et stof A's og et andet stof B's påvirkninger, som er det, der indgår i LCA'en.

Til endelig vurdering af påvirkningspotentialerne fra outputtet fra produktionssystemet anvendes i UMIP de politisk fastsatte reduktionsmålsætninger. Hvis der for en påvirkningstype er vedtaget politiske målsætninger om en kraftig reduktion, vurderes denne påvirkningstype som mere alvorlig, end hvis reduktionsmålene er mindre eller ikke-eksisterende, uanset om den ene påvirkning må betragtes som alvorligere end den anden. Der foretages således ikke en selvstændig vurdering af påvirkningens væsentlighed. I ISO-standarden understreges, at der ikke eksisterer almindeligt anerkendte metoder til at veje miljøpåvirkninger mod hinanden.

Hertil kommer, at fastsatte reduktionsmål ikke i alle tilfælde afspejler den reelle prioritering af et miljøproblem. Reduktionsmålet kan eksempelvis være udtryk for en symbolpolitik, som ikke bliver fulgt op af en implementering af virkemidler, der er nødvendige til at nå målet. Eller måske er der endnu ikke vedtaget officielle reduktionsmål, fordi de pågældende problemer kun netop er erkendt.

Det væsentligste for hele det første trin i livscyklusvurderingen (se Figur 2) er, at der indgår en detaljeret beskrivelse af og argumentation for afgrænsningen, herunder en eksplicit udredning om antagelser, udeladelser og detaljeringsgrad. Beskrivelsen af afgrænsningen skal være så detaljeret, at en anden LCA-udøver ville kunne eftergøre kortlægningen. Afgørelser i af-

grænsningen får nemlig konsekvenser, når der skal indsamles data i den efterfølgende kortlægning. Derfor skal de være gennemskuelige.

Trin 2 i livscyklusvurderingen, kortlægningen (se Figur 2), er normalt det, der tager længst tid ved de detaljerede livscyklusvurderinger. Ofte kan det være svært at skaffe data af den ønskede kvalitet fra de faktiske leverandører til de specifikke processer. Desuden opstår der ofte erkendelser under indsamlingen, der nødvendiggør, at man går tilbage til trin 1, og justerer afgrænsninger (det der på Figur 2 er illustreret ved de dobbeltrettede pile). I flaskedåsesagen gennemførtes kortlægningen og kvalitetssikring heraf i flere omgange med et samlet tidsforbrug på mere end et mandeår.

På trin 3 i livscyklusvurderingen, påvirkningsvurderingen, omregnes input og output til miljøpåvirkninger, der er lette at forstå. Trods international uenighed er der som nævnt stor enighed i Danmark om, hvordan dette trin kan gennemføres vha. UMIP-metoden. I princippet er de fleste beslutninger om udførelsen af dette trin derfor allerede truffet under trin 1. Derfor er gennemførelsen ofte hurtigt klarer ved at anvende et af de EDB-værktøjer, der findes på markedet.

Formålet med trin 4 i livscyklusvurderingen, fortolkningen, er at levere et slutresultat for beslutningstagere så præcist som muligt. Heri opsummeres, diskuteres og fortolkes resultaterne fra de foregående trin i forhold til det opstillede formål. Fortolkningstrinnet omfatter også usikkerheds- og følsomhedsvurderinger, hvor betydningen af antagelser, valg og datakvalitet vurderes. Endelig skal livscyklusvurderinger med sammenlignende påstande til offentliggørelse omfatte en kritisk gennemgang, hvor et panel af eksterne, uvildige parter gennemgår livscyklusvurderingen og kommenterer den. Kommentarerne skal være offentligt tilgængelige.

Flaske/dåse-LCA'ens fortolkning viste at nogle påvirkningskategorier gav så usikre resultater, at der ikke kunne konkluderes på dem. Tilbage blev fire påvirkninger, der blev opgjort for hvert emballagesystem. Tabel 2 viser resultatet for 33 cl. øl-emballage.

Miljøpåvirkning	Genpåfyldelige flasker	Engangsflasker	Aluminiumsdåser	Ståldåser
Drivhuseffekt	1-2	2-4	1-3	3-4
Fotokemisk ozondannelse	1-2	2-4	1-3	3-4
Forsuring	1-2	3-4	1-3	3-4
Næringssaltbelastning	1-2	3-4	1-3	3-4

**Tabel 2.** Rangordning af 33 cl. øl-emballage påfyldt og solgt i Danmark. Jo lavere tal, des mindre miljøbelastning (Ekvall et al. 1998, 262).

Forskellen mellem alu-dåser og genpåfyldelige øl-flasker er ikke signifikant. Det skyldes store usikkerheder i elektricitetens miljøpåvirkninger, som afhænger meget af den valgte brændselstype i energisystemet. Livscyklusvurderingen fik den daværende miljøminister, Sven Auken til at tilbyde aluminiumsdåserne adgang. EU-kommisionen mente stadig, der ville være tale om overtrædelse af emballagedirektivet, og ville have ophævet dåseforbudet fuldstændig, så den fortsatte med at føre sagen for EF-domstolen.

### ***Fremtiden for livscyklusvurderinger***

Der har som nævnt været en kraftig vækst i antallet af virksomheder, personer og lovgivningsinitiativer, der beskæftiger sig med LCA. Denne fremgang synes at fortsætte. Eksempelvis vil mange af de virksomheder, der nu arbejder med miljøledelse, se det som et naturligt næste skridt at udvide arbejdet udover eget matrikelskel og se miljøarbejdet i et bredere perspektiv, der både inkluderer aktører ”opstrøms” for virksomheden, dvs. leverandører, og ”nedstrøms,” dvs. detailhandel/distributører og kunder, som omtalt i Kapitel 6.

Det har længe været meget ressourcekrævende at gå ind i et LCA-arbejde. Men som nævnt er der nu stadig flere LCA-kompetente konsulenter, og mange nyuddannede må fremover forventes at besidde kendskab til LCA-metoderne. Desuden bliver det fremover lettere at udføre en LCA, efterhånden som der kommer flere forenklede LCA-metoder, hvor eksempelvis LCA-erfaringer fra beslægtede produkttyper indarbejdes. På den måde behøver man ikke hver gang at starte fra bunden, men kan lære af de erfaringer, andre har gjort med lignende produkter. Desuden bliver PC-værktøjerne stadig mere brugervenlige og avancerede, samtidig med at deres databaser indeholder stadig flere datasæt, hvorefter et stigende antal kan være relevante for danske LCA'er. Stadig flere branchesammenslutninger vælger at lægge data for LCA-kortlægning ud på internettet (såkaldte vugge-til-port data). Især generelle data for materialer, emballager, energiformer og affaldshåndtering er tilgængelige. Samtidig er det Miljøstyrelsens målsætning, at producenter på længere sigt skal levere miljødata (f.eks. i form miljødeklarationer) sammen med de fysiske produkter. Derved bliver det lettere for den enkelte producent at skaffe de nødvendige data til at kunne skønne produktets miljøpåvirkning. De eneste data, der mangler, vil således være dem, producenten selv er herre over, samt dem, der angår produktets brug hos forbrugeren.

Endelig er der udsigt til, at kommende lovgivningstiltag vil fremme LCA-arbejdet i industrien. I EU-regi er der stigende fokus på produktorienteret miljøregulering. Kommende regulering vil sandsynligvis øge producenternes ansvar for produkter - i første omgang for køretøjer og elektronikprodukter. Blandt andet vil producenterne få en del af ansvaret for produkternes bortskaffelse og genanvendelse. Det betyder, at producenterne med (økonomisk) fordel kan indtænke produktets livscyklusbelastning ved produktudviklingen (EU-kommisionen 2000 (a), 2000 (b) og 2001).

En øget brug af miljømærker og miljødeklarationer vil samtidig øge virksomhedernes incitament til at se produkterne i LCA-perspektiv.

### ***Livscyklusvurdering eller miljø-økonomiske vurderinger?***

En afgørende forskel mellem livscyklusvurderinger og miljøøkonomiske beregningsmetoder er rentebegrebet. I miljøøkonomiske betragtninger opereres normalt med en diskonteringsrente, der er et udtryk for, hvordan fremtidens miljøomkostninger skal prissættes i forhold til de miljøomkostninger, der skal betales nu (se Kapitel 5). I LCA anvendes normalt ikke et sådan rentebegreb. Fremtidige emissioner vurderes på lige fod med historiske og nutidige, så længe de bare indgår i det konkrete produktsystem. Der summeres over hele varigheden af produktets livscyklus. Blandt andet derfor kan anbefalinger baseret på livscyklusvurderinger være modstridende med miljøøkonomiske vurderinger af samme system.

### ***Negative konsekvenser ved brug af livscyklusvurderinger***

Det brede overblik er en klar fordel ved livscyklusvurderinger frem for andre metoder til miljøvurdering. Men bredden opnås ikke uden til gengæld at give afkald på andre informationer/dimensioner. Når man forsøger at summere på tværs af, hvor og hvornår i produktets livscyklus en miljøpåvirkning finder sted, er der en række detaljer om udledningerne fra de enkelte delprocesser, der ikke kan inddrages.

Det er således ikke praktisk muligt at tage hensyn til de enkelte recipienters specifikke bæreevne overfor enkeltemissionerne eller en unik fauna i miljøet ved en enkeltmission. Det er heller ikke muligt at tage hensyn til den enkelte påvirknings tidlige placering eller tidlige variationer. Det store overblik i LCA'en opnås altså ved at give afkald på en lang række detaljer. Og det er en af LCA-metodens væsentligste ulemper.

Et andet problem er den stærke fokusering på en bestemt type af informationer. Livscyklusvurderingernes opblomstring i 1990'erne kan som nævnt for en stor del tilskrives aktive folk i det miljøkemiske selskab SETAC. For at kunne blive medlem i SETAC kræves en teknisk uddannelse, eksempelvis kemi samt års praktisk erfaring. Det, at det er udpræget teknisk skolede initiativtagere, betyder at naturvidenskabelige teknikker spiller en dominerende rolle i den hidtidige udvikling af livscyklusvurderinger. Hvis organisationsfolk, filosoffer, kulturhistorikere eller jægere havde stået bag udviklingen af livscyklusvurderinger, ville de nok have inkluderet andre aspekter end de naturvidenskabelige. F.eks. er landskabsæstetiske hensyn i dag ofte udeladt. Værdien af at høre lærkens sang indgår ikke i beregningerne. Biodiversitet er i praksis sjældent inkluderet. Generelt er der en tendens blandt LCA-udførere til at holde sig til kvantitative data frem for mere dækkende kvalitative betragtninger.

**Konsekvenser for politik, demokrati og virksomheder**

Konsekvenserne af en tilsyneladende øget LCA-anvendelse kan også påvirke politikernes rolle og den folkelige debat om miljøspørgsmål (Lassen og Mortensen 1997). Lassen og Mortensen nævner eksempler på, at LCA'er anvendes til at profilere et produkt frem for andre konkurrerende produkter. Herved bliver LCA'en et våben i kampen om markedsandele. Forfatterne betragter flaske/dåse-LCA'en som et eksempel på, at sådanne magtkampe også kan have nationaløkonomiske overtoner, idet flaske/dåsekonflikten udviklede sig til en konfrontation mellem Danmark og EU, hvor den danske stat og det danske de-facto øl- og flaskemonopol hos De Forenede Bryggerier kom for domstolen over for EU og andre udenlandske bryggerier. LCA'en blev her anvendt som den afgørende brik, der kunne bruges som belæg for at anvende den såkaldte "miljøgaranti," som kan have begrænsende virkning i forhold til produkternes frie bevægelighed på det indre marked i EU.

Ved at fokusere nærmere på LCA som politisk redskab, ses ulemper for både politikere og resourcesvage aktører. Eftersom det kræver nogen tid at indsamle og bearbejde data, blev der eksempelvis i 2002 truffet afgørelser, hvor UMIP og dermed data og politiske mål fra 1994-95 indgik. Data for de politiske mål havde altså en "optagelsestid" på 8 år. Det betyder, at den politik, der vedtages, ikke nødvendigvis tager hensyn til nyere politiske handlingsplaner, der er vedtaget i mellemtiden. Politik, der udelukkende baseres på detaljerede LCA'er, udvikler sig derfor langsommere end den aktuelle viden om årsager og virkninger. Denne type viden skal først oversættes til LCA-terminologi og indgå i de anvendte vægtningsfaktorer i LCA-metoderne. Mens det for miljøprioriteringer i industrien kan være meget fornuftigt, at man ved produktudvikling følger de retningslinier, der er formuleret i reduktionsmålsætninger fra myndighederne, gælder dette ikke for overordnede miljøpolitiske beslutninger. LCA-baseret politik kan risikere at blive selvrefererende og konserverende, idet den nye politik automatisk følger gamle politiske mål, der er indlejret i LCA-værktøjet. Ved at stole blindt på LCA som redskab risikerer politikerne således, at de ikke længere bestemmer politikken; den afgøres af ekspertsystemer, der bygger på deres forgængeres politik. Miljøpolitikken bliver ikke længere dynamisk og styrende for fremtiden, men er selv styret af forgangen politik.

De resourcesvage aktørers indflydelse påvirkes også af øget LCA-anvendelse. Den store kompleksitet i LCA-metoderne betyder nemlig også, at eksempelvis forbruger- og miljøorganisationer og især enkeltindivider mister indflydelse på miljøpolitikken. Disse aktører kan ikke selv udføre livscyklusvurderingerne, og de kan ikke gennemskue dem. Livscyklusvurderinger bliver *det* gyldige argument, og hvis ikke f.eks. miljøbevægelsen kan argumentere på denne måde, vil de have sværere ved at sætte sig igennem (Lassen og Mortensen 1997).

Ikke kun den demokratiske debat vanskeliggøres. Også små og mellemstore virksomheder vil have svært ved at diskutere med de større virk-



somheders LCA-baserede argumenter, simpelthen fordi de ikke har ressourcer til at forstå bagvedliggende antagelser, af- og begrænsninger. Det gælder i endnu højere grad virksomheder i andre lande, herunder udviklingslande. For disse lande kan danske miljøprioriteringer opfattes som miljøimperialisme. På den måde kan krav om LCA-baseret miljødokumentation som de er indbygget i miljømærker i praksis begrænse adgangen for disse landes virksomheder til det danske marked. Den grønne efterspørgsel, dirigeret af eksempelvis miljømærker har netop til formål at opfordre forbrugerne til at diskriminere producenter, der ikke kan dokumentere miljøhensyn i et LCA-perspektiv. (Salzman 1994, 41-47).

## Konklusion

Vugge-til-grav perspektivet er et kendetegn, som er unikt for livscyklusvurderinger. Dette perspektiv har mange fordele - både rent pædagogisk, hvor det får os til tænke i kredsløbsbaner, men også som praktiske værktøjer til at træffe mere miljørigtige beslutninger. LCA-perspektivet synes uundgåeligt, hvis man vil undgå suboptimeringer, hvor en miljøindsats og deraf følgende miljøfordele i én fase af produktets liv giver forværringer i andre faser, forværringer som tilsammen er større end gevinsten. En livscyklusvurdering er en systematisk fremgangsmåde til at hjælpe med at give et grundlag for en miljøoptimal prioritering og beslutning. Det er derfor ikke overraskende at livscyklusvurderinger finder stadig større anvendelse i dag.

Selvom LCA-perspektivet er vigtigt, må manglen på et entydigt udsagn fra en detaljeret LCA dog ikke afholde os fra at gøre en forebyggende aktiv indsats på grundlag af den viden, vi allerede har. Herved er vi ved bagsiden af LCA-medaljen. Der er nemlig en udbredt mangel på LCA-data, især kvalitetsikrede LCA-data. Det er fordi LCA-arbejde er ressourcekrævende, og selvom der investeres store ressourcer, og man afventer den lange svartid, bringer LCA'en alligevel ikke entydige svar på komplicerede spørgsmål.

Mange af de metodiske spørgsmål, der er rejst gennem "hvordan"-afsnittet, afspejler ikke så meget problemer (hvor der *er* en løsning) som det afspejler dilemmaer, hvor der skal træffes en afgørelse, uden at man nødvendigvis entydigt kan sige, at den er rigtig eller forkert. Endvidere skal det understreges, at livscyklusvurderinger traditionelt er tekniske discipliner udviklet af og for teknikere, hvorfor mange ikke-tekniske spørgsmål berøres på en utilstrækkelig måde. Derfor bør LCA ikke anvendes som et alenestående beslutningssystem.

I nogle tilfælde kan blot det at gennemtænke LCA-perspektivet give et svar på, hvilke valg der er det mindst miljøbelastende uden at man behøver systematisk at gennemføre alle de foreskrevne procedurer. Omvendt vil fornuftigt valgte indikatorer ofte være et vigtigt supplement til selv en veludført LCA, når der skal træffes miljørigtige beslutninger.

## Referenceliste

- Ekvall, Thomas, Lisa Person, Anna Ryberg, Niels Frees, Per H. Nielsen, Bo Weidema Pedersen og Marianne Wesnæs: *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks - main report*, Environmental Project no 399. Miljøstyrelsen, København: Miljø- Energiministeriet 1998.
- EU-kommissionen: *Grønbog om en integreret produktpolitik*, KOM(2001) 68, 2001.
- EU-kommissionen: Forslag til Europa-Parlamentets og Rådets direktiv om affald af elektrisk og elektronisk udstyr, KOM (2000) 347. 2000a.
- EU-kommissionen, Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/53/EF af 18. September 2000 om udrangerede køretøjer, 2000 (b).
- Jerlang, Jesper, Kim Christiansen, Bo Weidema, Alan Astrup Jensen, og Michael Hauschild: *Livscyklusvurderinger - en kommenteret oversættelse af ISO 14040 til 14043*, Charlottenlund: Dansk Standard 2001.
- Lassen, Jesper og Jens P. Mortensen: "Livscyklusanalyser som grundlag for kredsløbsorienteret miljøregulering," i: Holm, Jesper; Kjærgård, Bente; Pedersen, Kaare (red.): *Miljøregulering - tværfaglige studier*, Roskilde: Roskilde Universitetsforlag 1997.
- Miljøstyrelsen: *En styrket produktorienteret miljøindsats - et debatoplæg*, København: Miljøstyrelsen 1996.
- Miljøstyrelsen: *Redegørelse om den produktorienterede miljøindsats*, København: Miljøstyrelsen 1998
- Miljøstyrelsen: Tillæg til den produktorienterede Miljøindsats, København: Miljøstyrelsen 2001
- Remmen, Arne: "Livscyklusbaseret miljøledelse- balancen mellem en teknisk og en social tilgang," *LOKE* 4 2001.
- Remmen, Arne: *Renere Produkter - kom godt i gang med livscyklustankegangen*, København: Miljøstyrelsen 2002.
- Salzman, Jim: "The Trade Implications of Trends i Eco-Labeling," i: *Life-Cycle Management and Trade*, OECD 1994: 41-47.
- Wenzel, Henrik, Michael Hauschild og Elisabeth Rasmussen: *Miljøvurdering af produkter*, København: Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen og Dansk Industri 1996.
- Wenzel, Henrik og Rikke Nedermark: "Ressourceforbrug som vurderingskriterium ved miljøvurdering af produkter," i: *Baggrund for miljøvurdering af produkter*, Institutet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, København: Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, Dansk Industri 1996 :547-564.

